

VIII

IMPACTO DEL HOMBRE SOBRE EL ECOSISTEMA DE LA RÍA DE VIGO: HACIA UNA GESTIÓN INTEGRADA

Ángel Guerra, Prof. de Invest., Instituto de Investigaciones Marinas, CSIC
Santiago Lens, Invest. Titular, Centro Oceanográfico de Vigo, IEO
Francisco Rocha, Prof. Cont. Doctor, Universidad de Vigo

1. INTRODUCCION

2. EL ECOSISTEMA MARINO DE LA RIA

3. SITUACION ACTUAL

3.1. Impactos y amenazas

3.2. Espacios protegidos

3.3. Estado actual del conocimiento y la gestión

4. NUEVOS ENFOQUES

4.1. La aproximación ecológica

4.2. La gestión basada en el ecosistema

4.2.1 Los modelos ecológicos

4.2.1.1. Un caso particular: El pulpo común

4.2.2. Gestión espacial: Áreas marinas protegidas

4.2.3. Indicadores ecológicos

4.2.3.1. Un ejemplo de Calidad Ecológica

4.3. La gestión integrada

5) ELEMENTOS PARA UN PLAN DE GESTION INTEGRAL DE LA RIA DE VIGO.

BIBLIOGRAFIA

1. INTRODUCCION

Las rías gallegas son espacios singulares, tanto si se consideran como entidades geográficas, hábitats naturales o sistemas explotados por el hombre. En ellas existe un gran patrimonio natural (paisajístico, florístico y faunístico) y cultural, con un importante valor social y económico. En este contexto, la ría de Vigo es un enclave ecológico de extraordinario valor para la supervivencia de diferentes especies de moluscos, crustáceos y peces de importancia comercial, para las aves marinas, para los cetáceos y para el desarrollo de los ciclos vitales de muchas otras especies.

Desde el punto de vista geográfico, su particularidad queda de manifiesto por la adopción internacional del término «ría» para definir este tipo de formación geológica. Las rías y, en este caso particular la de Vigo, pueden considerarse como unidades funcionales que están interrelacionadas tanto con el entorno terrestre como con la plataforma marítima continental adyacente.

Sus recursos naturales son aprovechados por el hombre desde la antigüedad, y las comunidades humanas que se asientan en sus márgenes desarrollan actividades marisqueras, pesqueras y de acuicultura, que representan una de las actuaciones de mayor envergadura en Galicia, tanto en el plano socio-económico y cultural como en el ecológico. Muchas otras actuaciones tienen lugar en la ría, tales como el tráfico marítimo, la producción industrial, y las actividades relacionadas con el ocio y el recreo. La ría también está sometida a una creciente presión demográfica y sufre la alteración de sus hábitats y los impactos de acciones que tienen lugar tierra adentro, como las actividades industriales y agrícolas y los incendios forestales, entre otras.

Uno de los objetivos de este capítulo es hacer una descripción de los principales impactos antropogénicos en el ecosistema marino de la ría de Vigo. Para ello nos ha parecido útil comenzar por una aproximación al conocimiento integrado de la estructura y funcionamiento de dicho ecosistema. Otro de los objetivos que nos proponemos es exponer las limitaciones del actual sistema de gestión de los impactos humanos. A continuación abordaremos el concepto de

la aproximación ecológica al estudio del medio marino, como componente central de una gestión integrada. Finalmente se aportarán elementos para su aplicación a la ría de Vigo.

2. EL ECOSISTEMA MARINO DE LA RIA

En los capítulos precedentes se han considerado diferentes aspectos del ecosistema de la ría relacionados con la geología, los sedimentos, el régimen hidrológico, los ciclos de producción, la contaminación y las actividades extractivas (pesca y marisqueo) y de acuicultura. Toda esa información ofrece al lector un amplio conocimiento del ecosistema de la ría. Queda ahora por realizar una descripción integrada de este ecosistema considerando al hombre como parte del mismo, profundizando en aquellas actuaciones antropogénicas que le afectan, y teniendo en mente, tal como ha dicho en su momento Labarta, que se trata de un «mar rodeado por el hombre», y ello con todas sus consecuencias.

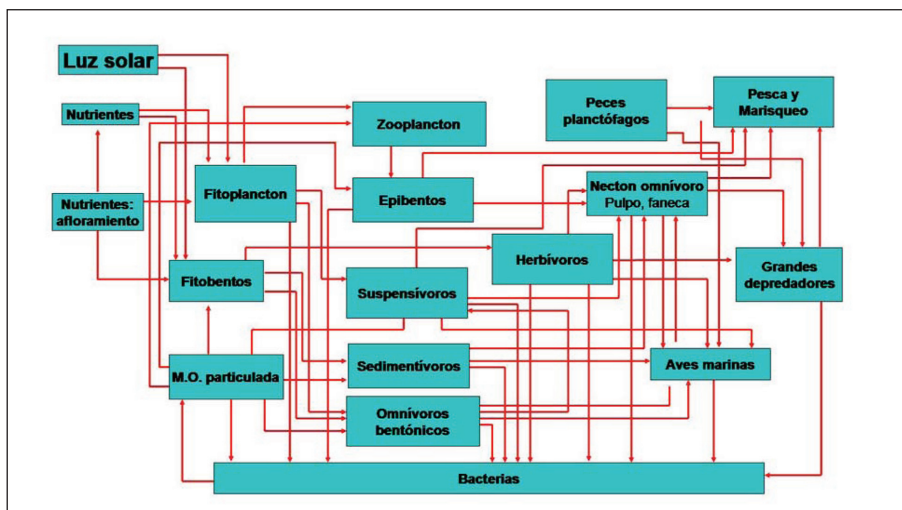


Figura 1. Principales compartimentos de un ecosistema litoral y sus relaciones.

En el esquema adjunto (Fig. 1) se muestra los principales compartimentos en que puede dividirse un ecosistema litoral y sus principales relaciones.

Hasta donde conocemos, no se ha realizado ninguna descripción integral del ecosistema de la ría de Vigo. Los trabajos realizados por el Instituto de Investigaciones Marinas (IIM) a mediados de los 80 y otros autores representan un intento de descripción del ecosistema marino de la ría de Vigo, sobre la que se basará la presente síntesis.

En la tabla 1 se muestra el número de especies identificadas por taxones según el Equipo de Biología Pesquera (EPB) de IIM. La aplicación de la trama mostrada en la figura 1 se efectuó considerando que, por su configuración, la ría puede dividirse en tres partes: a) la zona interna o ensenada de San Simón; b) la zona central, separada de la anterior por el estrecho de Rande, y que comprendería desde éste hasta punta Borneira en la margen norte y cabo Estay en la sur; y c) la zona externa, desde estos límites hasta las islas Cies y las bocas norte y sur de la ría. Además, otros muchos autores, cuyas referencias se dan en la bibliografía, proporcionan información complementaria que confirma la elevada diversidad biológica de la ría.

El fitobentos de la ría (Fig. 1) está constituido fundamentalmente por algas que se asientan sobre fondos arenosos y rocosos de los pisos supralitoral, intermareal e infralitoral de ambos márgenes, siendo especialmente abundantes a profundidades inferiores a los 10 m, donde forma horizontes caracterizados por la presencia de una especie dominante. De este modo, el “verdello” o *Enteromorpha* spp. constituye

Taxón	Nº especies	Taxón	Nº especies	Taxón	Nº especies
Chlorophyta	5	Porifera	7	Crustacea	36
Pheophyta	10	Cnidaria	7	Equinoderma	18
Rhodophyta	7	Annelida	2	Urochordata	4
Anthophyta	2	Mollusca	54	Pisces	90
TOTAL					242

Tabla 1. Número de especies por taxones (E.B.P, 1987).

un cinturón en el piso superior del intermareal. El fitobentos está conformado por las algas Clorofíceas (destacando entre ellas *Ulva* spp. y *Enteromorpha* spp.) junto con la esponja *Ficulina fiscus*. Este hábitat es bastante característico de la zona comprendida entre la parte más externa de la ensenada de San Simón y el estrecho de Rande, especialmente sobre fondos arenosos, pero también fangosos.

La presencia de Feofíceas (Laminariales y Fucales) y Rodofíceas es muy pequeña en la zona interna de la ría, mientras que abundan en las otras dos. En la zona central habitan preferentemente sobre fondos de arena, piedra, conchuela y maërl. Las laminarias y los fucos o “bochos” se sitúan entre 1 y 30 m. de profundidad, mientras que las especies de algas rojas como *Chondrus crispus* y *Gigartina* spp. se distribuyen preferentemente entre 11 y 30 m. Existen también horizontes de *Cystoseira tamariscifolia*. La presencia de algas es prácticamente nula en el fondo y los taludes del canal central de la ría. En la zona externa, las algas verdes muestran una disposición similar a la central. Actualmente, forma parte del ecosistema el alga invasora japonesa *Sargassum muticum*. En la ensenada de San Simón hay praderas de la angiosperma *Zostera marina*, que se conocen como *cebales*, pero que, por diferentes causas, están actualmente en regresión.

Toda esta vegetación marina constituye el hábitat de los peces herbívoros de la familia de los lábridos pertenecientes a los géneros *Labrus* y *Ctenolabrus* (“pintos” y “maragotas”), así como viejas o “serrans” del género *Symphodus*, y doncellas (*Coris julis*).

Las comunidades más conocidas del epibentos (Fig. 1) son las del piso supralitoral, desarrolladas sobre sustrato duro. Además de cianobacterias, que confieren a las rocas color oscuro, hay un cinturón de algas. La vida animal está representada sobre todo por moluscos gasterópodos litorínidos (“*caramuxos*”), que se alimentan de algas y realizan migraciones verticales en relación con las condiciones de agitación de las aguas. Son característicos, también, los cirrípedos, los isópodos, y algunos crustáceos como el “*queimacasas*” (*Pachygrapsus marmoratus*). En los fondos duros mediolitorales, además de un recubrimiento vegetal con facies de *Ascophyllum nodosum* y *Enteromorpha* spp., se encuentran mejillones silvestres (*Mytilus galloprovincialis*), diferentes especies de gasterópodos, como las lapas (*Patella*

spp.), así como briozoos y ascidias. En los fondos blandos de este piso abundan los organismos sedimentívoros (Fig. 1) como las “*miñocas*”, poliquetos de las especies *Nereis diversicolor* y *Arenicola marina*, junto con cangrejos como *Carcinus maenas*.

En el piso infralitoral, desde unos pocos centímetros hasta la profundidad máxima de la ría (40 m. aproximadamente), las comunidades son diferentes según sea la naturaleza del sustrato. En los fondos duros las comunidades pueden ser de dominancia vegetal o animal. Las primeras presentan numerosas facies formadas por algas, que son sustituidas por *Zostera marina* en la ensenada de San Simón, donde además hay comunidades espongiíferas. Entre las formas animales cabe citar ascidiáceas como *Ciona intestinalis*, *Ascidia mentula* y la “*mexona*” *Phallusia mamillata*, actinias y anémonas o “*chupasangues*” de diferentes especies. Son característicos de estas comunidades los erizos (organismos herbívoros, Fig. 1), que en la ría están representados por al menos siete especies, entre las que destaca *Paracentrotus lividus*, que se explota comercialmente. Junto a ellos, se encuentran varias especies de omnívoros bentónicos como las estrellas de mar *Asteria rubens*, *Martasterias glacialis* y *Astropecten aurantiacus*. Son asimismo importantes los poblamientos de vermetidos y serpúlidos.

Los fondos blandos infralitorales, de aparente uniformidad del sustrato y ausencia de microambientes, presentan numerosas comunidades. El sustrato constituido por sedimentos arenosos está repleto de organismos suspensívoros (Fig. 1) donde se encuentran algunas de las especies de moluscos bivalvos de mayor interés comercial como almejas (*Venerupis* spp.), berberechos (*Cerastoderma edulis*), navajas y “*longueirons*” (*Ensis* spp.), “*vieiras*” (*Pecten jacobaeus*) y zamburiñas (*Chlamys* spp.). Este tipo de fondos, así como los fangosos y detrítico son ricos en moluscos gasterópodos de gran variedad, también de crustáceos Pagúridos (ermitaños) y Decápoda Reptantia, siendo de especial interés la nécora, *Necora puber*, y la centolla, *Maja squinado*. Son también abundantes los peces ammodítidos conocidos como bolos o “*lubions*” (*Ammodytes tobianus*, *Gynammodytes semisquamatus*, *Hyperoplus lanceolatus*), los “*demos*” o peces de la familia Blennidae cuya variedad es elevada, y el pulpo común (*Octopus vul-*

garis), con una importante pesquería. A partir de los trabajos de Guerra y colaboradores, se conoce que el pulpo común es una especie epibentónica que no soporta variaciones importantes de la salinidad, razón por la cual su área de distribución en la ría se circunscribe a las zonas central y externa de la misma, como también ocurre con el “choquito” (*Sepia elegans*), el calamar (*Loligo vulgaris*) y las puntillas (*Alloteuthis subulata*). En ello se diferencian del “choco” (*Sepia officinalis*), que si soporta importantes variaciones de salinidad, ocupando toda la ría y alimentándose de pequeños crustáceos y de gran variedad de “lorchos” o peces góbidos. El lugar preferido de puesta y cría esta especie es la ensenada de San Simón, que es una zona de cría de muchas especies, entre ellas la solla (*Plathichtys flesus*) que es relativamente abundante incluso en estado adulto.

Hay varias especies bentónicas omnívoras (Fig. 1). Dos de ellas, los camarones *Palaemon serratus* y *P. adpersus* están presentes en todas las zonas de la ría, preferentemente en fondos arenosos y fangosos cubiertos de algas, aunque también en rocosos con recubrimiento vegetal hasta unos 12 m de profundidad. Sin embargo, y debido sobre todo a la sobreexplotación, la abundancia de ambas especies ha disminuido notablemente en la última década.

Las cuerdas de cultivo de mejillón conforman un microhábitat en el que abundan organismos epibentónicos como ascidias, junto con numerosas especies de poliquetos, crustáceos de la familia Porcellanidae, y los denominados vulgarmente arañas de mar (géneros *Inachus* y *Macropodia*). A su vez, entre las cuerdas de cultivo encuentran refugio camarones y numerosas especies de peces. Entre éstos destacan los mugílidos (*Chelon labrosus*, *Liza* spp., y *Mugil cephalus*), cada vez más abundantes por el alto contenido en materia orgánica de muchas zonas de la ría (puertos, muelles, emisarios, etc.). Estas especies están ocupando nichos que otrora correspondieron a las lubinas (*Dicentrarchus labrax*), cuya abundancia ha disminuido notablemente. También la faneca (*Trisopterus luscus*) y el “fodón” (*T. minutus*) han encontrado refugio en este ambiente, a causa de la explotación a la que están sujetas y por la abundancia de alimento. Las citadas especies, junto con el congrio (*Conger conger*) y las anguilas (*Anguilla anguilla*) constituyen parte del compartimiento del necton omnívoro (Fig. 1).

En el fondo de las bateas de cultivo de mejillón, así como por debajo de las jaulas de cultivo de rodaballo se forma un microambiente dominado por detritos orgánicos, donde abundan las especies detritívoras (fundamentalmente poliquetos) que, junto con los restos de alimento de desecho, constituyen una fuente de comida para numerosos peces.

Aunque en la ría no existen fondos verdaderamente coralígenos, hay varias algas rodófitas calcáreas libres, como *Lithothamnion coralloides* y *Corallina officinalis* (fitobentos) que forman rodales de fondos de maërl. Estos fondos reúnen una rica epiflora algal y una epifauna e infauna particular, determinando una comunidad caracterizada por su elevada diversidad biológica. La fauna detritífrica de estas zonas comprende algunas formas características de pennatuláceos, numerosas especies de poliquetos, moluscos bivalvos y gasterópodos, el escafópodo *Dentalium*, equinodermos y ofiuroideos (*Ophiura texturata*, *Ophicomina nigra* y *Ophiotrix fragilis*), que forman parte de los compartimentos de suspensívoros, sedimentívoros y herbívoros (Fig. 1).

A profundidades parecidas, pero en otras zonas de la parte central y externa de la ría, se extienden grandes áreas fangosas circalitorales, cuya fauna está constituida por endobiontes, como bivalvos y holoturias (en la ría principalmente *Holothuria froskali*); formas pivotantes, es decir arraigadas al sustrato como los pennatuláceos; formas sésiles, como el alcioniáceo “Mano de muerto” (*Alcyonum palmatum*), crinoideos (*Antedon bifida*), bivalvos, polioplacóforos (cada vez más raros) y ascidias; formas epibiontes, como el poliqueto *Aphrodite aculeata*, los gasterópodos de los géneros *Turritella* y *Aporrhais*, numerosos crustáceos decápodos (*Atelecyclus* spp., *Macropipus* spp.), y la holoturia *Stichopus regalis*. Con cierta frecuencia se encuentran en estos fondos grandes acúmulos de ascidiáceos (principalmente *Phallusia mamillata*).

Entre los peces destacan los rubios o triglas, rayas (*Raja* spp.), y pintarrojas (*Scyliorhinus canicula* y *S. stellaris*), y algunos pleuronectiformes (*Arnoglossus* spp., *Microchirus variegatus*, *Buglossidium luteum*, raramente lenguados (*Solea vulgaris*) y rodaballos (*Psetta maxima*). Los peces nectobentónicos o demersales (necton omnívoro,

Fig. 1) se desplazan por todos los hábitats descritos. Pertenecen fundamentalmente a dos familias, los gádidos (merluza, barbadás, fanecas), y los espáridos (sargos, dentones, herreras, “*raspallones*”, breccas, “*panchos*”, sabogas y doradas).

El zooplancton de la ría está constituido por individuos adultos microscópicos de numerosos taxones, principalmente crustáceos, entre los que pueden citarse, copépodos, cladóceros, anfípodos y misidáceos. Forman también parte del zooplancton fases larvarias como la del pulpo (cuya fase planctónica tiene una duración de cuatro meses en la ría), las larvas de peces, equinodermos, moluscos y crustáceos, cuyos adultos pasarán a formar parte del necton o del bentos.

En el ámbito pelágico moran varias especies de peces planctófagos (Fig. 1), algunas desaparecidas de la ría como el espadín (*Sprattus sprattus*), y otras todavía relativamente abundantes como la sardina (*Sardina pilchardus*), pertenecientes a la familia de los clupeidos. Otras especies pelágicas de vida corta son el jurel (*Trachurus trachurus*) y la caballa (*Scomber scombrus*).

Constituyen también parte del necton de la ría grandes depredadores como los delfines mulares o “arroases” (*Tursiops truncatus*), que conforman grupos residentes, el delfín o “golfinho” común (*Delphinus delphis*), que sólo se adentra ocasionalmente en ella para comer, y las marsopas o “toniñas” (*Phocoena phocoena*), igualmente visitantes ocasionales.

La presencia de aves marinas y limícolas es muy característica. Los “corvos mariños” o cormoranes, los araos y las alcas, gaviotas de diferentes especies, el alcatraz, los ostreros y varias especies de correlimos y “mazaricos” forman parte de una larga lista que incluye varias decenas de especies invernantes, muchas de las cuales nidifican en las islas Cíes.

La producción primaria, debida fundamentalmente al fitoplancton, es la base de esta compleja red trófica. La producción primaria y las subsiguientes producciones secundarias, fundamentalmente zooplancton pero también ictioplancton (huevos y larvas de peces), influyen de forma directa en la supervivencia larvaria de los organismos de los diferentes niveles de la red y, como consecuencia, en el reclutamiento de los individuos a la fracción adulta de la población.

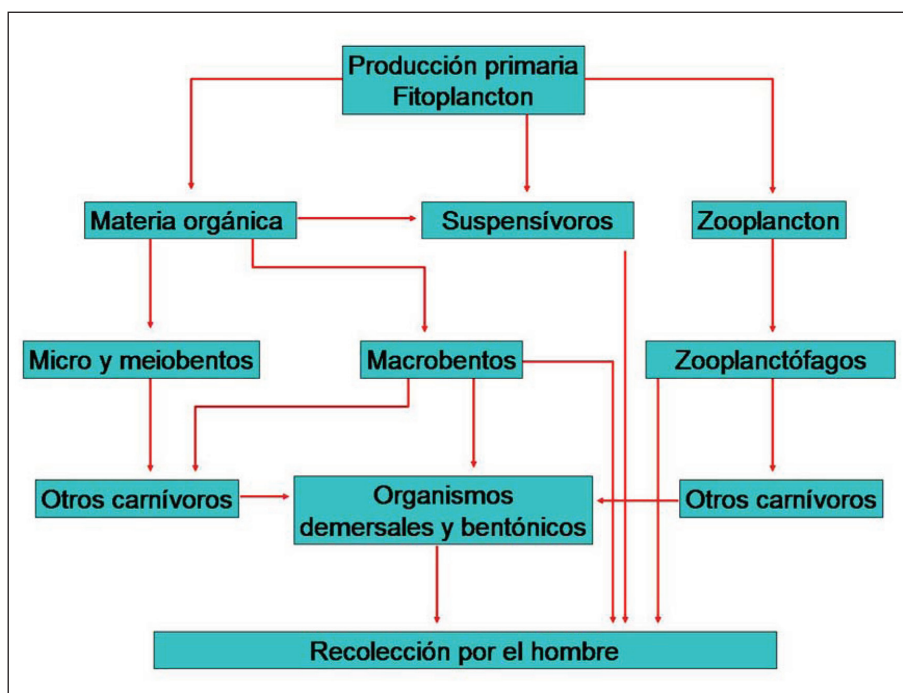


Figura 2. Esquema simplificado de la red trófica de la ría de Vigo.

Las oscilaciones en estas primeras fases de la producción biológica, a veces abruptas, que acontecen de manera natural modifican la estructura y funcionamiento del ecosistema. Estas modificaciones se producen de manera directa a través de la fisiología, metabolismo y los procesos reproductivos, pero también lo hacen de forma indirecta a través de diferentes mecanismos del propio ecosistema, como las relaciones tróficas, las enfermedades, o a través de interacciones entre los diferentes niveles organizativos (poblaciones y comunidades).

Un esquema simplificado de la trama trófica del ecosistema de la ría se muestra en la figura 2. Entre cada uno de los compartimentos ocurre una transferencia de materia y energía. Se podría estimar la producción de cada uno de los compartimentos para conocer las transferencias entre ellos, pero todavía no es posible hacerlo de manera precisa en el caso de la ría. De todas formas, se puede hacer una esti-

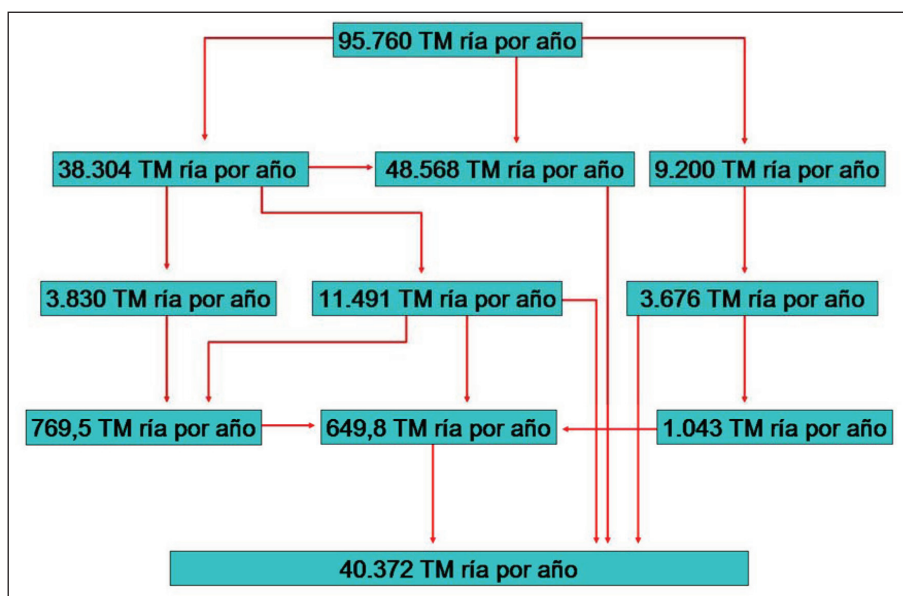


Figura 3. Producción anual estimada en toneladas de cada uno de los compartimientos de la ría de Vigo. Las tasas de transferencia entre compartimentos según Steele (en Cushing, 1975).

mación preliminar utilizando los valores de la producción primaria calculados en 1979 por Fraga y los índices de transferencia para la red trófica del mar del Norte que cita Cushing. Los resultados se muestran en la figura 3.

Considerando ahora las capturas de todas las especies explotadas en la ría, según las cifras que proporciona la Xunta de Galicia para el año 2002, se obtienen los resultados que se muestran en la Tabla 2.

Como puede apreciarse, y pese a lo grosero de las estimaciones, existe bastante concordancia entre la producción total estimada y la cosechada. Según estos datos, en varios de estos niveles existiría una sobreexplotación.

Capturas

Suspensívoros (mejillón, almejas, navajas, etc.)	35.171 TM
Zooplancófagos (sardina, jurel y caballa)	5.184 TM
Macrobentos (camarón, nécora, etc.)	50 TM
Organismos demersales y bentónicos (peces y cefalópodos)	554 TM

Total cosecha realizada (cfr. Xunta de Galicia)	40.959 TM
--	------------------

Producción

Suspensívoros	48.586 TM
Zooplancófagos	3.676 TM
Macrobentos	11.491 TM
Organismos demersales y bentónicos	477 TM

Total	64.230 TM
--------------	------------------

Total cosecha calculada	40.372 TM
--------------------------------	------------------

Tabla 2. Capturas y producción en toneladas (TM) de cada uno de los compartimentos de la red trófica del ecosistema ría de Vigo.

3. SITUACION ACTUAL

3.1. Impactos y amenazas

Los impactos de origen humano sobre el ecosistema de la ría (Fig. 4) se deben a diferentes causas y afectan a distintos compartimentos. Expondremos a continuación, con cierto detalle, los más importantes.

Obra civil: Rellenos, pantalanés, paseos y puertos deportivos

Quizá la mayor agresión antropogénica que ha recibido la ría se deba a la realización de rellenos que han «ganado» terreno al mar. Este es un caso típico de una actividad humana con múltiples im-



Figura 4. Dos vistas de la ría de Vigo mostrando tanto la intensa ocupación humana del litoral como la intensidad de los cultivos marinos que se realizan en ella.

pactos. En primer lugar, se produce la ocupación física del medio con la consiguiente pérdida irreversible de ambiente marino tanto en superficie como en volumen. En segundo lugar, se producen cambios en la circulación del agua y en los patrones de sedimentación. En tercer lugar, se ven afectadas las comunidades biológicas que se asentaban en los espacios ocupados y en áreas próximas. Las actuaciones de relleno más significativas comenzaron hace algo más de 100 años, pero el verdadero despegue se produjo a partir de 1950. El que probablemente causó mayores daños fue el relleno de Bouzas-Alcabre realizado en los años 70, que cubrió con materiales de origen terrestre el banco de marisqueo de almejas y berberechos más importante de la ría. También se pescaba camarón, así como nécora, centolla y santiaguíño, especie otrora abundante en la ría y actualmente casi desaparecida. Entre 1960 y 1970, en este banco, faenaban a diario durante seis meses más de 1.200 personas practicando el marisqueo a pie y a flote. El material del relleno, depositado sin control, tapizó de fango el fondo hasta el centro de la ría y destruyó los refugios naturales (*"laños"*) de las principales especies de moluscos y crustáceos, aumentando la turbidez del agua y disminuyendo la productividad primaria. Cabe citar también el relleno de A Lagoa, que destruyó el segundo banco en importancia de bivalvos de la ría, localizado desde la zona de los astilleros de A Guía hasta la ETEA, y que producía almeja fina, babosa y berberecho.

No sólo las instalaciones portuarias actuales se asientan sobre terrenos ganados al mar, sino que incluso parte del actual trazado urbano de Vigo, y posiblemente de otras poblaciones de la ría, se ubica por fuera de la línea natural de costa. Como ejemplo se puede mencionar que el relleno de Guixar ha avanzado la línea de la costa, con respecto a la línea natural, entre 300 y 450 m. Según los datos de la Autoridad Portuaria y del Consorcio de la Zona Franca de Vigo, los terrenos ganados al mar por las instalaciones portuarias de Vigo se pueden estimar en 261 Ha., o sea aproximadamente un 1,5 % de la superficie total de la ría.

En Cangas el relleno sobre el banco Areapolvo, que iba desde el dique del puerto hasta Balea, destruyó el caladero más importante de la margen septentrional de la ría. En él se daban almejas, berberecho y camarón, faenando durante todo el año unas 40 embarcacio-

nes. Por último, nos referiremos al relleno de la playa de Domaio en la que se mariscaban almejas, camarón y nécora.

Actualmente, se están construyendo en varios puntos de la ría diferentes obras civiles destinadas al ocio y al recreo tales como muelles deportivos, pantalanos y paseos. El impacto que producen estas instalaciones a pequeña escala sobre las corrientes, los sedimentos y sus correspondientes efectos acumulativos, deben ser tenidos en cuenta. Asimismo, se están proyectando nuevas ampliaciones en el puerto de Vigo cuyo impacto ambiental debería ser evaluado previamente con la mayor seriedad posible.

Extracción de áridos.

Las operaciones para la extracción de diferentes materiales, tales como gravas y arenas, para su uso posterior en diferentes obras, como la regeneración de arenales, pueden provocar un mayor o menor impacto directo sobre el fondo marino, dependiendo de la zona y métodos de extracción utilizados. Si además, en el área de la extracción se desarrollan otras actividades como la pesca, la acuicultura o el marisqueo pueden llegar a producirse conflictos con estos usuarios habituales. Recuérdese, por ejemplo, la polémica surgida en los años 90 con motivo de la extracción de arenas en la Costa de la Vela para la regeneración de playas.

Contaminación por vertidos desde barcos e industriales

El puerto de Vigo está situado en la encrucijada de las principales rutas de transporte marítimo internacional entre Europa, América y Asia, desarrollando actividades de carga y descarga de graneles, productos pesqueros y mercancía general diversa. Además, cuenta con astilleros para la construcción y reparación de barcos y con líneas regulares y de cruceros. A consecuencia de ello no son raros los casos de vaciado de sentinas, vertidos de aceites y de pinturas “*anti-fouling*” en el interior de la ría. Afortunadamente desde hace algunos años la vigilancia ha reducido considerablemente este tipo de hechos cerca y por dentro de las islas Cíes.

De todas formas, la intensa actividad naval, sumada a la industrial y urbana, genera un importante aporte de sustancias contaminantes,

sometiendo a algunas especies, sobre todo sedentarias, a una contaminación basal por hidrocarburos. Otro ejemplo de efecto contaminante es el producido por un dique seco situado en el interior de la ría, al que se le atribuyeron los problemas detectados en los enlatados de mejillón de las bateas de la zona, y que finalmente dio lugar al alejamiento de dicho dique del polígono de bateas afectado.

Desde hace algunos años, varios grupos de investigación, principalmente de la Universidad de Vigo, están trabajando en la identificación de organismos de la ría que puedan servir como bioindicadores de contaminación de éste y de otros orígenes. Los resultados obtenidos en esta línea de trabajo, denominada ecotoxicología, son bastante halagüeños.

Vertidos de origen urbano

La línea de costa de la ría se reparte entre 8 municipios en los que se concentra una población de más de 400.000 habitantes. Esta población multiplica por 10 la existente hace 100 años (Fig. 4), con la consiguiente mayor producción de aguas fecales. Hace unos quince años existían cerca de 200 puntos de vertidos en toda la ría, que en la actualidad se han reducido a 12. Se han construido varias depuradoras en las que se lleva a cabo una recogida de sólidos. Según estimaciones recientes, las seis depuradoras existentes en la ría vierten entre 164 y 180 millones de litros diarios, de los cuales se estima que unos 66 millones se vierten sin depurar. El incremento poblacional ha disparado también el vertido de detergentes, suavizantes, lejías de lavavajillas y lavadoras y otros productos similares. Una prueba del grado de contaminación a que se ha llegado es la reconocida preocupación política por atajar el problema, habiéndose dado ya los primeros pasos para sanear la ría de Vigo y evitar la amenaza de multa del tribunal de justicia de la Unión Europea. Según la resolución de Bruselas, la calidad de las aguas de la ría incumple la Directiva Marco sobre el Agua al no reunir las condiciones de calidad para el cultivo de moluscos destinados al consumo humano.

Por último, indicar el impacto, tal vez menos importante, de productos utilizados en la agricultura y la jardinería, como abonos artificiales, herbicidas, productos para el combate de plagas y parásitos, etc.

Arrastres terrígenos e incendios forestales.

Otra fuente importante de impacto ambiental han sido los lodos y escombros producidos por los desmontes para la construcción de la autopista Vigo-Pontevedra. Por citar un ejemplo, se ha constatado que en la playa de Vilaboa-Domaio hace 22 años que no arraigan los bivalvos, al cubrirse de fangos improductivos procedentes de las obras de la autopista.

Los incendios forestales, no infrecuentes en los alrededores de la ría, seguidos por periodos intensos de precipitaciones, arrastran las cenizas y el suelo vegetal (con lignina, materia orgánica y fangos) al mar. Estos residuos cubren los fondos arenosos haciéndolos improductivos. Un efecto típico es la asfixia de los moluscos bivalvos en zonas relativamente someras, como por ejemplo Arcade y Domaio. Por otra parte, los incendios favorecen la entrada de materia orgánica en las aguas de la ría. Dicha materia orgánica puede estar contribuyendo al incremento de los sucesos de florecimiento de especies de fitoplancton tóxico, conocidos como “mareas rojas”, tan problemáticos para el marisqueo y la acuicultura en parques flotantes.

Especies invasoras

Un problema que se produce a nivel mundial y que también se registra en esta ría, es la presencia de especies alóctonas que pueden competir con la flora y la fauna marina local y alterar los ecosistemas. Desde hace tiempo, gran cantidad de investigadores consideran que la introducción de especies no nativas es la segunda causa de extinción de las especies autóctonas, inmediatamente por detrás de la destrucción de los hábitats naturales. A corto plazo, las especies invasoras pueden causar diversos impactos ambientales, como la modificación del hábitat, el desplazamiento de las especies nativas, fenómenos de hibridación y contaminación genética y otros. Estos impactos pueden tener importantes repercusiones económicas y sociales, como la introducción de plagas o de especies que depredan sobre otras de interés comercial, la introducción de parásitos y enfermedades o la pérdida de empleos.

Entre estas especies invasoras se encuentran algas, como la muy dañina alga parda japonesa (*Sargassum muticum*) y moluscos bival-

vos como el mejillón enano *Xenostrobus securis*, introducido en la ensenada de San Simón y el río Verdugo, compitiendo favorablemente con las poblaciones autóctonas de mejillón. Hay noticia de otros organismos introducidos tales como moluscos bivalvos (*Crepidula fornicata* y *Anadara inequivalvis*), el briozoo *Tricellaria inopinata* y la ascidia antártica *Corella eumyota*, cuyos efectos no se han estudiado todavía.

Otras colonizaciones se deben a una extensión de los límites de distribución septentrional de algunas especies, a causa del cambio climático. Principalmente son especies tropicales o del área biogeográfica Lusitánica, como el pulpo argonauta (*Argonauta argo*) y el chicharro (*Caranx crysos*).

La pesca

Cuando en la explotación de los recursos pesqueros se produce una situación de pesca por encima de la tasa de renovación de las poblaciones, conocida técnicamente como sobrepesca, se acentúan varios efectos de la explotación. Se produce el descenso de los reproductores hasta umbrales de difícil recuperación, la captura de alevines reduce los reclutamientos, y se generan cambios en algunos parámetros vitales, como la reducción de la talla de primera madurez, que se ha observado en el pulpo común del Banco Canario-Sahariano. A consecuencia de la destrucción de zonas de cría e incluso del hábitat de los adultos se modifican determinadas pautas de comportamiento en las especies; de este modo, muchos peces de fondos rocosos recubiertos de algas, como “*pintos*”, “*maragotas*”, serranos y otros, abandonan sus hábitats naturales y se desplazan fuera de la ría o buscan refugio en las cuerdas de las bateas. Todo ello tiene como consecuencia un descenso de la diversidad biológica.

Otras prácticas como el uso de dinamita y métodos de pesca ilegales contribuyen a una mala explotación pesquera.

En la Figura 5 se expone la evolución de las descargas, mortalidad por pesca, reclutamiento y biomasa de reproductores de la cigala (*Nephrops norvegicus*) en Galicia desde 1982 hasta 2004. Aunque la explotación de esta especie por los arrastreros gallegos discurre fuera de las rías, se trata de un buen ejemplo de cómo el exceso de

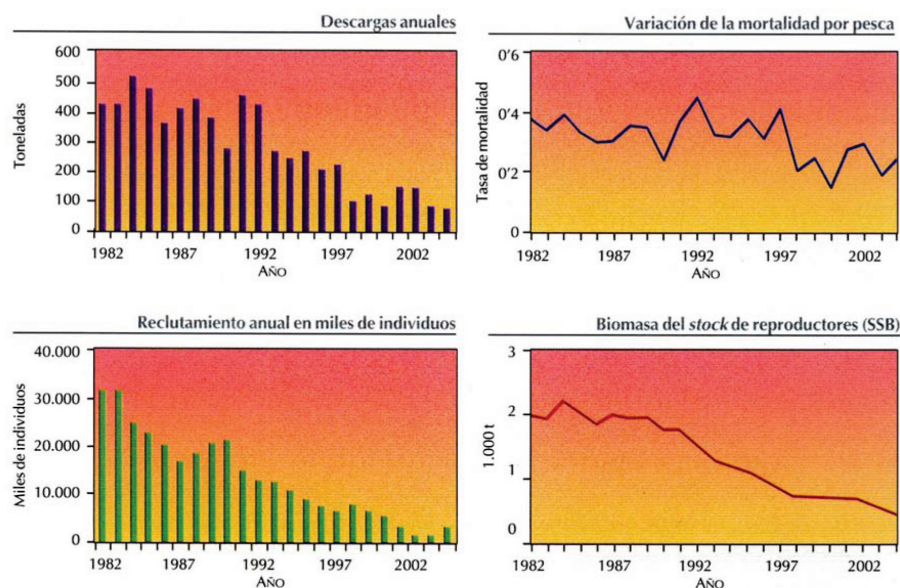


Figura 5. Explotación de la cigala (*Nephrops norvegicus*) en Galicia (Fuente: ICES).

pesca llega a hacer declinar enormemente un recurso. Y en este caso, además de la sobrepesca y la disminución del reclutamiento se debe añadir la destrucción del hábitat de los adultos debida al arte de pesca, ya que se trata de una especie que habita en galerías.

Impacto de las bateas de mejillón

La acuicultura sobre parques flotantes es una importante actividad en la ría (Fig. 4). El cultivo del mejillón tuvo su inicio en los años 50. Actualmente existen en la ría alrededor de 500 bateas, a las que les correspondería una superficie de cultivo de 25 Ha., y cuya producción anual actual se estima en torno a las 37.000 TM.

El cultivo del mejillón produce un impacto sobre el medio. En primer lugar, la actividad productiva origina desechos de diferente

naturaleza. Fuentes del sector mejillonero estiman que una cuerda de 300 Kg. puede llegar a generar hasta 1/6 de su peso en este tipo de “escombros”. Esos desechos están formados, fundamentalmente, por materia orgánica procedente de los epibiontes del mejillón y los propios mejillones, y por materia inorgánica consistente en conchas rotas, tubos calcificados de diferentes especies, etc., ambas biodegradables. La práctica habitual de los “*bateiros*” es tirar esos desechos al mar desde la propia batea, después de recolectado el mejillón. Estos desechos junto con los detritos del mejillón, generan un suelo eutrofizado, rico en materia orgánica que difícilmente llega a descomponerse del todo. Debajo de algunas de las bateas más antiguas llega a haber una capa de hasta 80 cm. de espesor, la cual genera un microambiente especial que provoca cambios en la abundancia y composición de especies de las comunidades bentónicas. Recientes estudios de los fondos en polígonos de bateas de la ría de Vigo y Pontevedra sugieren la existencia de cambios en la abundancia y composición de especies de las comunidades bentónicas. Los detritos del mejillón contribuyen a la formación de un hábitat especial, bastante eutrofizado, donde proliferan especies detritívoras y carroñeras. Por otra parte, la fauna asociada a las cuerdas es fuente de alimento para numerosas especies que viven o merodean alrededor y entre las cuerdas, como el camarón, el congrio y la anguila.

Por lo que respecta a la cadena trófica, existen evidencias, al menos para la ría de Arosa, que el cultivo masivo de mejillón produjo, en un periodo de 50 años, cambios en la composición del zooplankton típico de la ría, modificando el flujo natural de la energía entre los niveles tróficos inferiores y superiores del ecosistema, como observó Lens a mediados de los 80.

Las mareas rojas

El fenómeno natural de las floraciones algales, potencialmente tóxicas, también llamadas “mareas rojas”, es conocido en las rías gallegas desde hace muchos años. Este fenómeno afecta a la rentabilidad y fiabilidad del cultivo de bivalvos y por ello, desde un punto de vista sanitario y económico, puede considerarse como una verdadera contaminación. Las mareas rojas están siendo rigurosamente

monitorizadas por medio de una red de vigilancia y, cuando es necesario, controladas mediante el cierre de los polígonos de cultivo de mejillón o de las zonas donde se extraen otros bivalvos para el consumo humano. Las condiciones naturales de aparición de la purga de mar o mareas rojas son relativamente bien conocidas y en la bibliografía constan algunos trabajos sobre el particular. También se sabe que un exceso de nutrientes antropogénicos favorece la proliferación anormal de algas productoras de biotoxinas. El continuo aumento de las mareas rojas en muchos mares del planeta podría estar relacionado con un aumento de la contaminación de origen humano.

Las plantas de cultivos marinos

Las instalaciones fijas para los cultivos marinos, que surgieron en la ría como una oportunidad para aprovechar sus excelentes condiciones, tienen un impacto asociado sobre el ambiente. Las granjas marinas producen aguas residuales que vierten al medio resto de piensos, detritos que implican un eutrofismo elevado, y productos como hormonas, antibióticos, etc., con potenciales efectos perturbadores sobre la fisiología de los organismos marinos. Una consecuencia de estos vertidos es el mal olor en las playas debido a la descomposición de materia orgánica durante la bajamar, que hace desagradable su uso para el ocio y el turismo en verano.

Pérdida de diversidad biológica y cultural

A modo de resumen puede decirse que en los últimos años la pérdida de biodiversidad ha sido elevada. Se viene constatando la desaparición o descenso significativo de abundancia de algunas especies. Sin ánimo de ser exhaustivos citaremos, por ejemplo, algunas pelágicas como el espadín, los bolos, y la sardina, y algunos crustáceos como el santiaguíño (*Scyllarus arctus*) y el bogavante (*Homarus gammarus*), pero se podrían señalar otras muchas especies de diferentes grupos taxonómicos. Este impacto tiene varios orígenes, algunos ya citados, como la contaminación, el uso de explosivos en la pesca, la utilización de mallas antirreglamentarias, la sobreexplotación, y la alteración de las condiciones hidrográficas

de diferentes áreas. Todo ello ha conllevado una modificación importante de la estructura y los flujos de materia y energía del ecosistema.

Además de esta pérdida de diversidad biológica, numerosos usos y costumbres, principalmente ligados a la actividad extractiva, se han ido perdiendo o están en franca regresión debido a la falta de uso de los artes o aparejos de pesca tradicional, artesanal y selectiva. Este es el caso, por ejemplo, de redes de tipo “medio mundo” usadas para la pesca del bogón (*Atherina presbyter*), de las nasas para la captura de choco en el interior de la ría, del “*femieiro*” o del “*espello*” utilizados en zonas someras para la pesca de choco y peces planos; así como el de la “*raña*” para la captura de pulpo y el “*racú*” para la pesca del jurel. También se han perdido o cada vez son más raras embarcaciones típicas como la dorna, oficios como los carpinteros de ribera, u operaciones de pesca como el “*xeito*” y la utilización de traineras y trainerillas para la captura y transporte de pescado.

3.2. Espacios protegidos

En la ría de Vigo existen varios espacios naturales protegidos, de acuerdo con la vigente legislación medioambiental. El Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia es el segundo con territorio marítimo en todo el estado español. La creación de este parque ha sido positiva para la protección de los hábitats naturales de la ría, aunque no ha estado exenta de polémica. La adopción de un Plan de Uso y Gestión sería un importante paso para regular las diferentes actividades humanas en su dominio.

Además, existen cuatro Zonas de Especial Conservación (ZEC), propuestas para ser incluidas como los Lugares de Interés Comunitario (LIC) en la Red Natura 2000, creada por la Directiva Hábitat de la Unión Europea. Estas son: la Costa de la Vela, la Ensenada de San Simón, las islas Estelas y A Ramallosa. Estos cuatro espacios totalizan unas 4.500 Ha., que, junto las 2.700 Ha. marítimas de las Islas Cíes suman unas 7.200 Ha. marinas protegidas, lo que significa alrededor de un 40% de la superficie de la ría.

Dentro de la ría quedan, sin embargo, varios ambientes que podrían ser objeto de protección, por ejemplo los fondos de maërls.

La ría forma parte del hábitat del delfín mular y la marsopa, especies de cetáceos que figuran en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y para las cuales deben designarse Zonas de Especial Conservación (ZEC).

3.3. Estado actual del conocimiento y la gestión

Existe abundante documentación sobre la oceanografía y las comunidades biológicas de la ría generada por investigadores del Instituto de Investigaciones Marinas (CSIC), el Centro Oceanográfico (IEO), la Universidad de Vigo y centros de la Xunta de Galicia. Como antecedentes colectivos en el estudio de las rías cabe mencionar los trabajos multidisciplinarios de Tenore y colaboradores en Arosa y Muros entre mediados de los 60 y comienzo de los 80, y la celebración de un Seminario sobre las Rías Gallegas en 1983. Estos trabajos están muy dispersos y necesitan una clara labor de síntesis, que podría comenzar por la creación de una Base de Datos General para la ría de Vigo.

Uno de los mayores inconvenientes para obtener una visión de conjunto es que las prioridades en la investigación no se han fijado en función de las necesidades para la gestión y tampoco ha existido una continuidad en la coordinación de los estudios, por lo que sólo se tiene un conocimiento parcial de los flujos en el ecosistema y de la dinámica de las comunidades.

Aunque se conocen las actividades extractivas que se realizan en la ría y la plataforma limítrofe, la información histórica sobre capturas, esfuerzos, distribuciones de tallas y sexos por especies es incompleta, poco precisa, o totalmente inexistente, y, cuando existe, no está al servicio público.

La ría, como la mayoría de las áreas costeras habitadas del mundo, está sometida a múltiples impactos que actúan simultáneamente degradando el ecosistema. En ocasiones, las actividades relacionadas con el mar compiten entre sí o son mutuamente influyentes, dando lugar a sinergismos entre acciones aparentemente desconec-

tadas. Las amenazas se originan tanto *in situ* como a distancia, por lo que la conservación marina requiere la toma de decisiones que afectan tanto al medio marino como a los usos terrestres. La información sobre las consecuencias de la actividad industrial, los vertidos urbanos o la acuicultura, es también muy limitada.

Otra consideración importante es que los sectores de la actividad humana que impactan en el ecosistema se gestionan de forma independiente en distintos niveles administrativos y frecuentemente por distintos organismos. La existencia de múltiples centros para la toma de decisiones, desde el nivel local o regional al interregional y al comunitario, con la elaboración de disposiciones sectoriales y líneas de actuación a esos diferentes niveles, supone una complicación añadida. Por otra parte, la legislación y la política referentes a este ámbito marino han tenido una orientación sectorial y las decisiones se han tomado de forma aislada, sin tener en cuenta la interrelación entre los diferentes procesos que ocurren en las rías, lo que frecuentemente va en contra de una gestión sostenible a largo plazo.

Puede ser oportuno enumerar algunas de las disposiciones legales, originadas en diferentes niveles administrativos, que afectan a los distintos sectores de actividad en la ría. Bajo el marco de las Naciones Unidas les afectan los convenios y acuerdos suscritos por España, como el Convenio de Diversidad Biológica, los acuerdos pesqueros derivados de la FAO, la Cumbre Mundial para el Desarrollo Sostenible, MARPOL, CITES y otros. Varias directivas europeas tienen aplicación a la gestión del medio marino de la ría, tales como la Directiva Hábitat, la Directiva Marco sobre Aguas y la Directiva sobre la Estrategia Marina Europea. Entre la legislación estatal cabe citar la Ley de Costas, la Ley de Puertos, la Ley para la Conservación de los Espacios Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres, la Ley de Pesca y otras disposiciones legales que regulan las actuaciones sobre la línea de la costa, los fondos marinos, la calidad de las aguas, la conservación del medio ambiente y las actividades extractivas. La Comunidad Autónoma tiene, por su parte, numerosas competencias sobre la ría. Varias disposiciones afectan a la planificación territorial y a las actuaciones sobre el litoral (instalaciones portuarias, rellenos, dragados, etc.). Comparte con la Administración Central las competencias

sobre la conservación de la naturaleza y tiene competencias exclusivas sobre la regulación y ordenación de la pesca, el marisqueo y la acuicultura en sus aguas. Por último, a nivel local, los planes de urbanismo y los planes de usos y estratégicos de los puertos contienen previsiones sobre aspectos tan importantes como el crecimiento urbano, el tratamiento de residuos, la depuración de las aguas fecales y el aprovechamiento y crecimiento de las instalaciones portuarias, con evidentes repercusiones sobre el medio marino de la ría.

Como se acaba de mencionar las medidas para controlar y reducir las presiones e impactos existen, pero ¿hasta que punto son operativas y eficaces? La aproximación sector por sector ha resultado en un conglomerado de políticas, legislación, programas y planes de acción en los múltiples niveles de toma de decisiones. A juzgar por esta realidad, no es muy arriesgado afirmar que, desafortunadamente, la respuesta es negativa.

Para lograr la conservación de la ría como un ecosistema saludable y funcional, capaz de suministrar bienes y servicios a largo plazo es necesario, a nuestro juicio, abordar nuevas estrategias de gestión.

4. NUEVOS ENFOQUES

4.1. La aproximación ecológica

La aproximación ecológica al estudio del medio marino es un enfoque científico novedoso que trata de abordar los fenómenos que tienen lugar en los sistemas marinos como procesos complejos e interdependientes, cuya comprensión debe ser acometida teniendo en cuenta el conjunto del ecosistema. Este enfoque, que intenta superar la visión parcial con la que se ha venido estudiando el medio marino, implica el conocimiento de las propiedades y los procesos claves de los ecosistemas, incorporando la interacción entre los diferentes componentes de las redes tróficas y otras importantes interacciones, e implica también conocer los ambientes, identificar las especies y definir hábitats críticos y esenciales. Este enfoque permitirá, finalmente, mejorar la comprensión científica de la dinámica de los ecosistemas explotados.

Conocer la estructura básica de un ecosistema o, si es posible la más compleja, es importante no sólo desde un punto de vista científico sino también socio-económico, porque facilita su comprensión y su gestión. Dentro del planteamiento de una gestión global u holística uno de los factores fundamentales es comprender la influencia natural del ambiente (condiciones atmosférico-oceánicas imperantes) sobre los diferentes componentes del ecosistema. No obstante, distinguir entre las variaciones naturales y las que no lo son, asociadas a los cambios climáticos tanto a nivel local como a escala global, en poblaciones sometidas a niveles intensos de explotación, no está exento de controversia científica.

Como han señalado Tudela y Short, no existe un consenso sobre el significado de la expresión “aproximación ecológica”. Para unos significa reconocer la complejidad de los ecosistemas explotados, teniendo en cuenta los componentes no explotados del ecosistema. En la evaluación pesquera supondría pasar del análisis mono-específico a otro que tuviese en cuenta la pesquería y la comunidad sobre la que se desarrolla. Una de las características esenciales de esta visión es la aplicación del “Principio de Precaución”, cuando la información es parcial, inadecuada o poco fiable. Según dicho principio, la falta de información apropiada no debe suponer la ausencia de medidas de gestión o conservación. Otros interpretan la expresión “aproximación ecológica” como un conocimiento profundo de la estructura y funcionamiento del ecosistema, con la finalidad de modelar su funcionamiento y, en su caso, manipular la red trófica para maximizar los beneficios humanos. Bajo esta lógica, los ecosistemas podrían gestionarse para conseguir la explotación óptima de las especies objetivo.

4.2. La gestión basada en el ecosistema

La Declaración de Estocolmo, realizada en 1972, produjo la primera descripción formal de la aproximación ecológica a la gestión del mar. El Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM/ICES) definió en el año 2000 la aproximación ecológica a la

gestión del medio marino o aproximación basada en el ecosistema como: «la gestión integrada de las actividades humanas, basada en el conocimiento de la dinámica del ecosistema, para alcanzar el uso sostenible de sus bienes y servicios y el mantenimiento de su integridad». De forma parecida, la Convención para la Diversidad Biológica la define como «una estrategia para integrar la gestión de la tierra, el agua y los recursos vivos, que promueve la conservación y el uso sostenible de forma equitativa». La conferencia de la FAO sobre “Pesquerías Responsables en el Ecosistema Marino”, celebrada el 2001 en Reykiavik, propuso una solución pragmática para la aplicación de la aproximación basada en el ecosistema, unificando la gestión del ecosistema con la gestión de las pesquerías.

El hombre forma parte del ecosistema marino y el enfoque ecológico permite integrarlo como un componente más. Las actividades humanas actúan sobre el ecosistema alterándolo. Esta situación se puede complicar pudiendo ocurrir que una actividad origine varios impactos y que, a su vez, un impacto pueda estar causado por varias actividades humanas. La explotación pesquera induce alteraciones indirectas en otros componentes del ecosistema, dando lugar a modulaciones de arriba-abajo de la pirámide trófica, que pueden conducir incluso a efectos cascada. También sobre este tema hay varios trabajos en la bibliografía adjunta.

Una gestión basada en el ecosistema debe considerar la interacción entre múltiples sectores de actividades, integrando la gestión entre ellos. Las prácticas de gestión actuales ignoran estas interacciones y pueden llegar a comprometer la consecución de los objetivos individuales de gestión de cada sector.

En la actualidad, los objetivos básicos de gestión del medio marino, aplicables también a la gestión de una ría, se centran en maximizar las capturas, las oportunidades de negocio y de desarrollo económico, procurando alcanzar niveles sostenibles para esas actividades. En contraste, como indicaron entre otros Rosenberg y McLeod, los objetivos de gestión basados en una aproximación ecológica dan preferencia al mantenimiento a largo plazo de las potencialidades del sistema para proporcionar un amplio espectro de servicios.

Existen varias alternativas para llevar a cabo una gestión basada en el ecosistema.

4.2.1. Los modelos ecológicos

Un aspecto fundamental para conocer el funcionamiento del ecosistema es el estudio del flujo de energía a través de los diferentes niveles de la red trófica. Existen diferentes aproximaciones a este asunto, una de ellas es la que proporcionan los modelos trofodinámicos del tipo *Ecopath* o *Multispec*. Estos modelos combinan estimaciones de biomasa y consumo de alimentos de los diferentes grupos tróficos con el análisis de flujos entre las cajas o elementos del ecosistema. *Ecopath* con *Ecosim* (*EwE*) son modelos para la simulación de ecosistemas. La ecuación básica es: Consumo = Producción + Respiración + Alimento no asimilado. De esta forma, la producción de cada grupo trófico viene regulada por la depredación de los otros y las mortalidades pesqueras o naturales. Los datos de entrada son las capturas totales por especie o grupo de especies, la información sobre los niveles tróficos y estimaciones de la biomasa, la producción, el consumo y la eficiencia trófica.

Ecopath permite evaluar los efectos de la explotación en el ecosistema; explorar las medidas de gestión más adecuadas; evaluar el impacto y la ubicación de áreas marinas protegidas, y modelar los efectos de cambios ambientales. Se han realizado numerosas aplicaciones modernas de gestión global usando este modelo en diferentes países de todo el mundo, incluyendo ecosistemas tales como plataformas continentales, lagos y lagunas costeras, bahías, arrecifes coralinos costeros y otros.

Este tipo de planteamientos, u otros de sistema global, tienen debilidades y fortalezas. Entre las primeras cabe destacar la carencia de datos precisos y fiables, la ausencia de series históricas suficientemente largas y la falta de precisión en los cálculos de las tasas de transferencia de energía entre niveles. Entre sus fortalezas destacan el enfoque global, las interconexiones y la aproximación ecológica.

Un caso particular: El pulpo común

Como ejemplo de propuesta de gestión de los recursos desde un punto de vista ecológico, presentamos el caso del pulpo común (*Oc-*

topus vulgaris). En la misma, se consideran los elementos bióticos y abióticos del ecosistema, con una única especie explotada y teniendo en cuenta los factores atmosférico-oceánicos que influyen en su abundancia. El pulpo es una especie intensamente explotada y con una alta importancia socioeconómica dentro de las pesquerías artesanales del litoral gallego, que ha experimentado notables fluctuaciones interanuales de abundancia. Esta especie de cefalópodo tiene un ciclo de vida breve, con una fase larvaria planctónica susceptible de ser influida por el afloramiento costero estacional. El ciclo reproductivo del pulpo está acoplado al patrón de vientos del sistema de afloramiento gallego, de manera que las hembras ponen los huevos en la primavera y la eclosión tiene lugar durante el final del verano y principios del otoño. Esta estrategia evita los meses de afloramiento o hundimiento más intensos y asegura la presencia de recién nacidos cuando el sistema es todavía productivo.

En la tesis doctoral de Otero, se demuestra que el ciclo biológico del pulpo común en las aguas gallegas depende de la oceanografía imperante en esta área, que influye decisivamente sobre la fase larvaria dando lugar a subsiguientes variaciones naturales en las capturas. Usando la serie temporal más larga disponible de las capturas artesanales, se observó que la combinación de los patrones de vientos durante la época de afloramiento y el momento en que las paralarvas están presentes en la columna de agua explica hasta un 85% de las fluctuaciones interanuales. Se observó que la combinación de la estructura del viento durante la época del afloramiento y en el momento en que las larvas están presentes en la columna de agua determinan las capturas con un periodo de retardo de 21 meses. Estos resultados se materializaron en un modelo matemático capaz de predecir las capturas de pulpo en función del viento.

4.2.2. Gestión espacial: Áreas marinas protegidas

Otra opción para un manejo basado en el ecosistema es la gestión espacial, en concreto a través de reservas o de áreas marinas protegidas. Este tipo de estrategia ayuda a resolver los problemas de la gestión sectorial, ya que aborda las amenazas en una determinada área geográfica de forma conjunta. Por otra parte, ofrece la posibili-

dad de poner en marcha mecanismos efectivos de manejo, en un tiempo razonable, frente a las parálisis que se suelen producir en la gestión como consecuencia de la gran complejidad de los problemas del medio ambiente marino. Es también una forma efectiva de hacer coincidir en la misma escala geográfica las iniciativas de conservación con las medidas de gestión, resolviendo potenciales problemas de falta de coordinación y, en casos extremos, de abierto conflicto entre las iniciativas de conservación. El objetivo final es establecer redes coherentes de áreas marinas protegidas, definidas por medio de una planificación estratégica, para la protección de los hábitats ecológicamente más críticos en una región.

El sistema más completo de red de espacios protegidos es de tipo jerárquico, con múltiples escalas o niveles de funcionamiento. El diseño de estas redes estratégicas y funcionales requiere una comprensión de la ecología regional y de las múltiples y acumulativas amenazas que afectan no sólo a los ecosistemas sino también a las conexiones entre ellos. La aplicación de un modelo de gestión adaptativa permitiría ir modificando la gestión en función de la información ecológica que se fuese generando y de la eficacia demostrada por la gestión. Varios autores coinciden en que el desarrollo de estas redes debe ser científicamente riguroso y socialmente flexible, de forma que sean aceptados por las comunidades locales.

Los sistemas clásicos de gestión de recursos pesqueros no han podido evitar los colapsos de algunas pesquerías. Estos fracasos se pueden producir por múltiples causas que incluyen, por ejemplo, una mala calidad de los datos de partida, una inadecuación de los modelos de evaluación utilizados, una mala traducción de las recomendaciones biológicas sobre el estado de los stocks a medidas concretas de reglamentación, o una falta de mecanismos de control y vigilancia apropiados para la aplicación de las medidas de ordenación. Frente a esas aproximaciones clásicas, cada vez toman mayor fuerza como medidas de regulación y gestión de las pesquerías la creación de zonas de reserva de pesca. Una reserva de pesca es, básicamente, una zona en la que se prohíbe o se regula estrictamente la actividad extractiva para que se recupere la estructura demográfica de las poblaciones explotadas y que actúe como zona de repoblación de áre-

as limítrofes. Cuando están bien gestionadas, suelen producir un incremento del número de individuos, una recuperación de la estructura de edades de la población y una explotación dirigida hacia zonas donde no hay puestas y prerreclutas. Se han documentado bastantes situaciones en las que el establecimiento de zonas de reserva ha incrementado las capturas en zonas vecinas. Como se recoge y analiza en la bibliografía especializada, las reservas de pesca presentan una serie de ventajas e inconvenientes desde el punto de vista de ordenación pesquera. Tanto la opinión pública como el sector extractivo comprenden y aceptan mejor las zonas protegidas que otras medidas de regulación pesquera, cuando se les explican los beneficios de las reservas de pesca a corto y largo plazo.

La Estrategia Marina Europea propone la utilización de las Áreas Marinas Protegidas de la Red Natura 2000 como una red ecológica cuyos objetivos de gestión deberían ser incluidos en los planes de gestión generales para una región. La designación de un Lugar de Interés Comunitario (LIC) conlleva la delimitación de un espacio protegido, el desarrollo de programas de investigación, la creación de bancos de datos de tipo científico y técnico-administrativo, la puesta en marcha de acciones concretas de gestión para la conservación de flora, fauna y hábitats, una adecuada incentivación de las actividades tradicionales de explotación, compatibles con la conservación de la diversidad biológica, la eliminación de impactos nocivos para los ecosistemas y la restauración de los mismos.

4.2 3. Indicadores ecológicos

Una aproximación ecológica a la gestión del medio marino puede también abordarse por medio de la selección de indicadores que permitan medir la salud del ecosistema. Esta opción asume que en la actualidad todavía no se dispone de una comprensión detallada de la dinámica de las comunidades y del funcionamiento del ecosistema, y que, previsiblemente, esta falta de información no podrá subsanarse en un futuro próximo.

La Convención OSPAR (Convenio para la Protección del Medio Ambiente Marino en el Atlántico Nordeste) ha sido pionera en el desarrollo de indicadores medio-ambientales. Estos indicadores se ba-

san en la selección de propiedades que representen la estructura y función del ecosistema, definidas como “cualidades ecológicas”, como por ejemplo la diversidad, la estabilidad o la productividad. El nivel deseado de una cualidad ecológica, con respecto a un nivel de referencia, es lo que se conoce como “objetivo de cualidad ecológica”. No corresponde a la ciencia fijar los objetivos o niveles de la cualidad ecológica, sino a la sociedad en su conjunto, en función de sus valores y de lo que se considere en cada caso como mejores opciones. Estos indicadores deben reunir una serie de características:

- Ser fáciles de entender para una persona no experta.
- Estar inequívocamente ligados con una actividad humana susceptible de ser gestionada.
- Deben ser medibles con precisión, fácilmente y con un bajo error, sobre una gran proporción del área geográfica en la que se van a aplicar, y
- Deben estar basados en series históricas de datos.

Para cada cualidad ecológica se deben determinar su valor actual, el valor histórico de referencia, el valor mínimo aceptable y el valor que se desea alcanzar. Estos valores se representan de forma genérica en el esquema adjunto (Fig. 6).

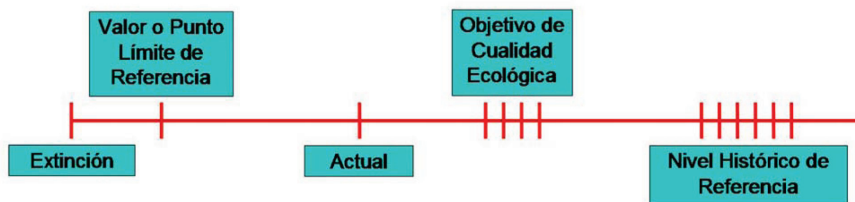


Figura 6. Valores de una Cualidad Ecológica (modificado de Misund y Skjoldal, 2005).

Existen, además, otros indicadores ecológicos para describir la evolución espacial y temporal del estado global del ecosistema, así como de los cambios en la estructura de sus biocenosis. Estos índices consideran que la salud de los ecosistemas se asocia a su biodiversidad y a la longitud de las tramas tróficas de determinados gru-

pos taxonómicos. Entre otros se encuentran los índices de talla, trófico marino, de balance pesquero de Pauly y Watson, diversidad de Shannon, dominancia y el de plancton para los sistemas pelágicos.

Para la aplicación de estrategias de gestión basadas en índices ecológicos, como ocurre con la aplicación de cualquier otra alternativa conceptual para una gestión basada en el ecosistema, es necesaria la existencia de una estructura administrativa y un plan de monitorización que compruebe su eficacia.

Una crítica que se suele hacer a esta aproximación es que adolece de falta de estructuración, pudiendo llegar a darse el caso de que algunos de los “objetivos de calidad ecológica” sean redundantes o contradictorios, como se señala en varios documentos del ICES.

Un ejemplo de Calidad Ecológica

Como índice para medir el grado de contaminación por petróleo del Mar del Norte, OSPAR propuso definir un objetivo o nivel para este elemento de Calidad Ecológica, basándose en la proporción de araos comunes petroleados en las playas. La formulación es la siguiente: «La proporción media de araos comunes petroleados debería ser igual o inferior al 10% del total de araos encontrados muertos o moribundos en las playas de 15 áreas específicas del Mar del Norte, durante un periodo de al menos 5 años. El muestreo debe llevarse a cabo anualmente entre noviembre y abril».

Entre los argumentos técnicos para la elección de esta calidad ecológica se tuvo en cuenta que el arao común es una especie abundante en el Mar del Norte y muy sensible a la contaminación por petróleo. Se demostró que una reducción de la contaminación por petróleo tuvo normalmente una repercusión inmediata en la proporción de araos petroleados. El nivel de referencia sería un porcentaje próximo a cero, ya que los aportes naturales de petróleo en el Mar del Norte son muy raros. El nivel actual se pudo determinar en base a los esquemas de muestreos regionales o nacionales. Se conocía también la trayectoria histórica, que mostraba una disminución significativa en las últimas décadas. Se comprobó que la probabilidad de un mal comportamiento del objetivo de calidad ecológica aumentaba cuando la contaminación por petróleo en el

mar era menor a la que correspondería a una tasa de aves petroleadas inferior al 10%. Se propuso un intervalo de 5 años para sacar conclusiones significativas sobre las tendencias, y evitar el impacto de fenómenos puntuales como los vertidos por accidentes o episodios de mortalidad por inanición.

4.3. La gestión integrada

La gestión integrada es una propuesta para una aproximación a la resolución de las dificultades de gestión planteadas por un complejo conjunto de procesos ecológicos y problemas medioambientales, así como una forma eficiente de distribuir tiempo y recursos escasos. Se basa en el reconocimiento de que la naturaleza es una única entidad y en la conveniencia de adoptar una aproximación holística e integrada a su gestión. La ciencia que la sustenta también debe ser multidisciplinar e integrada.

El modelo conceptual se apoya en dos pilares. En el plano científico, descansa en la aproximación ecológica al estudio del medio marino y en el plano de la gestión, propugna la integración de las políticas y la coordinación de los distintos niveles administrativos que participan en la toma de decisiones: la fusión vertical de políticas y normas desde el nivel local al comunitario, y la unificación horizontal de las políticas, normas y planes de desarrollo sectoriales. La incorporación de los diferentes sectores de la sociedad, como partes interesadas, es un elemento clave en la aproximación ecológica y su inclusión favorece la comunicación y la transparencia en el proceso de manejo.

La gestión no puede actuar sobre los ecosistemas pero sí sobre las acciones humanas. Se ha indicado que para alcanzar una imagen completa de los efectos interactivos de las actividades humanas en los ecosistemas marinos, tanto las comunidades científicas como las que toman las decisiones de gestión deben estar lo mejor integradas posible. Hay una necesidad urgente de adquirir una completa comprensión de los efectos acumulativos de los impactos en las escalas temporal y espacial. Debido a que los cambios en los procesos, los

stocks y los servicios que proporciona el ecosistema ocurren a diferentes escalas espaciales, la gestión efectiva tendrá que desarrollarse, según Rosenberg y McLeod, a través de numerosas gradaciones, sin que exista una escala ideal para la toma de decisiones.

Es necesario que el sistema de gestión sea integrado, sistemático y jerárquico. La estructura de una gestión basada en el ecosistema abarca cinco elementos que conforman el ciclo de la gestión (Fig. 7):

- Los objetivos deben estar relacionados con el estado del ecosistema.
- Es necesario monitorizar el estatus y las tendencias e investigar los mecanismos de funcionamiento de los ecosistemas.
- Esta información debe servir para evaluar el grado de cumplimiento de los objetivos.
- El asesoramiento científico debe formularse de forma clara y transparente como base para la toma de decisiones.
- La gestión debe tener en cuenta el asesoramiento y ser adaptable para lograr los objetivos seleccionados.

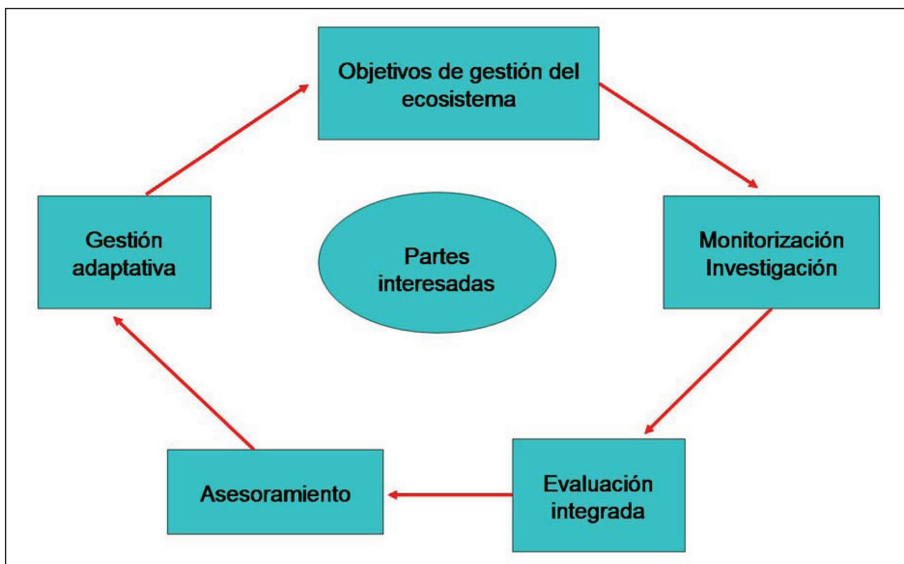


Figura 7. La estructura de una gestión basada en el ecosistema contiene cinco elementos que conforman el ciclo de la gestión.

- Una gestión integrada debe incluir la más amplia participación de los diversos tipos de expertos y de los que ostentan el conocimiento tradicional (sector extractivo) en los procesos normales de asesoramiento científico, a partir de los cuales se tomarán las decisiones de gestión. Los aspectos de participación y transparencia deben recibir tanta atención como los componentes ecológicos.

La “Gestión Integrada de la Zona Costera” es un concepto del que se viene hablando desde hace algunos años. Hay importantes precedentes de aproximaciones a la gestión regional integrada. En 1999 el consejo de ministros de la Unión Europea adoptó el “Código Europeo de Conducta para las Zonas Costeras”. La Comisión Europea (CE) viene desarrollando una serie de acciones, entre ellas una “Estrategia Europea para la Gestión Integrada de la Zona Costera”. Dicha Estrategia promueve la planificación y gestión de la zona costera, compartiendo la toma de decisiones con la sociedad civil. La “Directiva Marco sobre Aguas” de la CE., aprobada en 2000, fusiona la gestión de la zona costera con la de las cuencas fluviales. Más recientemente, la “Estrategia Marina Europea” y la “Política Marítima Europea”, se conciben, tal y como se señala en varios documentos del ICES, como estrategias integradas que consideran los impactos de todas las actividades humanas en el ecosistema marino.

5. ELEMENTOS PARA UN PLAN DE GESTION INTEGRAL DE LA RIA DE VIGO

En las secciones precedentes a este capítulo se han descrito las características de la ría de Vigo que permiten interpretarla como una unidad funcional susceptible de una gestión integrada. Se han expuesto los impactos más importantes a los que está sometida, se han comentado las lagunas existentes en el conocimiento de los procesos naturales, y se han tratado los problemas de la gestión multisectorial y a distintos niveles administrativos. Por otro lado, se han presentado las alternativas conceptuales para abordar la comprensión y la gestión de medio marino, considerado como un todo unitario, por medio de varias opciones metodológicas disponibles.

La propuesta para realizar una gestión integrada de las rías no es nueva. A comienzos de los años 80, Labarta publicó un análisis para su ordenación considerando unas líneas de actuación basadas en varios puntos, que abarcaban desde la racionalización y ordenamiento de la explotación de las poblaciones naturales hasta la tecnología de alimentos, muchos de las cuales están todavía vigentes.

Sin embargo, no se quieren ocultar aquí las dificultades inherentes al cambio de filosofía que supone la aplicación de una gestión integrada al ámbito de una ría, ni el carácter pionero y experimental de las herramientas disponibles para ello.

La decisión para adoptar una determinada herramienta de gestión debe tomarse colectivamente, después de un amplio debate y con la participación de todos los sectores implicados. Una condición importante para la toma de decisiones responsables, en un tema de tanta trascendencia, es que la sociedad tenga a su disposición la información necesaria. Esto es parte de lo que se pretende en este capítulo y en este libro.

Si el modelo que se desea para la ría de Vigo va a propugnar el uso sostenible de su diversidad biológica; es decir, conjugar armónicamente dos necesidades aparentemente antagónicas como son su conservación y su utilización, el enfoque más realista aunque no el más sencillo, es desplazarse desde el marco de gestión actual a otro de gestión integral desde el punto de vista del medio ambiente, social y económico. Para ello un Plan de Gestión Integral se vislumbra como una de las herramientas más completas. Se trataría de lograr una planificación integral y a largo plazo, estableciendo unos objetivos de gestión para la ría, tanto en lo que se refiere a la protección como a la regulación de las acciones humanas.

Desde una perspectiva general, un Plan de Gestión Integral debe basarse en la elección de unos objetivos de gestión armonizados sectorialmente entre las distintas administraciones implicadas y como resultado de un debate entre todas las partes interesadas. A su vez, debe apoyarse en el mejor conocimiento científico disponible sobre la estructura y funcionamiento del ecosistema de la ría, analizando y evaluando las actividades humanas y sus consecuencias sobre los componentes del ecosistema.

Por otra parte, el Plan debe incorporar un programa y los medios necesarios para monitorizar el estado del ecosistema y el grado de cumplimiento de los objetivos de gestión. Finalmente, el manejo debería ser adaptativo, estar dotado de mecanismos para responder al grado de cumplimiento de los objetivos, y hacer frente a nuevas situaciones en un medio ambiente cambiante y susceptible de ser sometido a amenazas desconocidas.

Desde una perspectiva más concreta, parece razonable proponer la compatibilización del progreso económico con la conservación del patrimonio natural, como base para un Plan de Gestión Integral para la ría de Vigo. No es casualidad que, desde la más remota antigüedad, las actividades humanas de la población que se asienta en sus orillas hayan consistido en el aprovechamiento de los recursos marinos (salinas, salazón, pesca y marisqueo). En la actualidad, los sectores productivos se han diversificado, abarcando desde la conservación, transformación y comercialización de los productos pesqueros hasta diferentes actividades industriales avanzadas, en particular las de la industria naval y auxiliar. Esto ha estimulado a su vez la creación de centros especializados de enseñanza e investigación, la aparición de empresas editoriales especializadas, etc.

Otras actividades compatibles con un uso sostenible, que pueden tener una gran proyección de futuro, son las relacionadas con el turismo (gastronomía local, deportes náuticos, fotografía, etc.), que ponen en valor las características naturales de la ría. A ello habría que añadir otras actividades relacionadas con el ocio, la cultura y el disfrute de la naturaleza.

Las intervenciones humanas directas sobre el medio físico (indicadas en el apartado 3.1.) deberían planificarse a largo plazo y valorarse en el contexto espacial de toda la ría y en el temporal del conjunto de actuaciones anteriores. Al mismo tiempo, dichas intervenciones deberían ser evaluadas por medio de una declaración de impacto ambiental.

El Plan debería incluir ciertos elementos importantes como: garantizar la calidad química y bacteriológica del agua para el ocio y para la acuicultura; profundizar en la racionalización y ordenación del aprovechamiento de las poblaciones naturales, una vez bien conoci-

dos sus parámetros biológicos; y compatibilizar las actividades pesqueras y marisqueras tradicionales con el cultivo de especies en bateas o jaulas; compaginando todo ello con la conservación de los hábitats naturales. La gestión racional de los recursos vivos debería preconizar el desarrollo de la actividad económica basado en un modelo de explotación rotatorio y profesionalizado, siguiendo los flujos biológicos, como ya indicó Labarta. Por último, el Plan debería potenciar el desarrollo y la integración de las infraestructuras investigadoras, tecnológicas y de servicios con objeto de incrementar el valor añadido y la competitividad de los productos naturales de la ría.

BIBLIOGRAFIA

- Agardy, T. 2005. Global marine conservation policy versus site level implementation: the mismatch of scale and its implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 242–248.
- Alcaraz, M. 1976. Descripción de *Acartia margalefi*, a new species of pelagic copepod, and its relationship with *A. clausi*. *Inv. Pesq.*, 40: 59-74.
- Alonso-Allende, J.M. y Figueras, A.J. 1984. Crustáceos Decápodos de la ría de Vigo. Resultados previos. *Cuad. Area Cienc. Mariñas. Sem. Est. Galegos*, 1: 321-332.
- Alonso-Allende, J.M. y Guerra, A. 1984. *Crustáceos decápodos y cefalópodos de la ría de Vigo*. Premio anual a la investigación de la Excma. Diputación de Pontevedra. Instituto de Investigaciones Pesqueras (CSIC, Vigo). 152 pp.
- Alternativa Veciñal ao PXOM de Vigo. 2006. <http://alternativavecinalvigo.blogspot.com/2006/06/depuradora-do-lagares.html>. Informe del 4 de junio de 2006.
- Anónimo. 1984. *Actas do Primeiro Seminario de Ciencias do Mar: As rías Galegas*. Vigo, 10, 11 e 12 de marzo de 1983. Publicacions do Seminario de Estudos Galegos. Edición do Castro. Sada- A Coruña. 650 pp.
- Autoridad Portuaria del puerto de Vigo: www.apvigo.com
- Beaugrand, G. 2005. Monitoring pelagic ecosystems from plankton indicators. *ICES J. Mar. Sc.*, 62: 333-338.
- Bellas, J., Beiras, R. y Vázquez, E. 2003. A standardisation of *Ciona intestinalis* (Chordata, Ascidiacea) embryo-larval bioassay for ecotoxicological studies. *Water Res.* 37: 4613-4622.
- Bogstad, B., Hiis Hauge, K. y Ulltang, Ø. 1997. MULTISPEC - A Multispecies Model for Fish and Marine Mammals in the Barents Sea. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, 22: 317-341.
- Bohnsack, J.A. 1992. Reef resources habitat protection: The forgotten factor. En: *Stemming the tide of costal fish habitat lost*. Strout, R.H. (ed.). *Mar. Recreat. Fish.*, 14: 117-129.
- Browman, H.I. y Stergiou, K.I. 2005. Introduction. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 300: 241-242.
- Carr, M.H. y Reed, D.C. 1993. Conceptual issues relevant to marine harvest refuges: Examples from temperate reef fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50, pp. 2019-2028.
- Castro, B.G. y Guerra, A. 1990. The diet of *Sepia officinalis* and *Sepia elegans* (Cephalopoda, Sepioidea) from the ría de Vigo. *Sci. Mar.*, 54(4): 375-388.
- Castro-Diez, P., Valladares, F. y Alonso, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13(3): 1-9.

- Christensen, V. y Pauly, D. 1992. ECOPATH II - a software for balancing steady-state models and calculating network characteristics. *Ecol. Modelling*, 61: 169-185.
- Cushing, D.H. 1975. *Marine Ecology and Fisheries*. Cambridge University Press: 278 pp.
- Darrigran, G. y Damborenea, M.C. 2005. A bioinvasion history in South America. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), the golden mussel. *Am. Malac. Bull.*, 20: 105-112.
- Delibes, M. 2004. La acción humana y la crisis de la biodiversidad. En: *Los retos medioambientales del siglo XXI. La conservación de la biodiversidad en España*. Gomendio, M. (ed.). CSIC-Fundación BBVA. Pp 23-38.
- Dyrynda, P.E., Fairall, V.R., Occhipinti-Ambrogi, A. y D'Hondt, J.L. 2000. The distribution, origins and taxonomy of *Tricellaria inopinata* d'Hondt and *Occhipinti ambrogi*, 1985, an invasive bryozoan new to the Atlantic. *J. Nat. Hist.*, 34: 1993-2006.
- ECOPATH. [http:// www.ecopath.org](http://www.ecopath.org).
- Equipo de Biología Pesquera. 1987. *Datos informativos sobre las especies demersales y bentónicas de la ría de Vigo* (1982-1987). Instituto de Investigaciones Marinas. Vigo: 1-245.
- Fernández-Pulperio, E., César-Aldarizy, J. y Reverter-Gil, O. 2001. Sobre la presencia de *Tricellaria inopinata* d'Hondt & *Occhipinti ambrogi*, 1985 (Bryozoa, Cheilostomatida) en el litoral gallego (N.O. España). *Nov. Acta Cient. Compostelana (Biologia)*, 11: 207-213.
- Fernández-Pulperio, E., y Rodríguez-Babio, C. 1980. Aportaciones al conocimiento de la fauna briozológica del litoral de la ría de Vigo. *Inv. Pesq.*, 44(1): 119-168.
- Ferreiro, M.J. 1985. *Ictioplancton de la ría de Vigo*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 3 tomos, 564 pp.
- Figuera, A. 1984. *Biología y pesca del camarón* (*Palaemon adspersus* y *P. serratus*) en la ría de Vigo. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 177 pp.
- Filgueiras, A.V. y Prego, R. 2007. Biogeochemical fluxes of iron from rainwater, rivers and sewage to a Galician Ria (NW Iberian Peninsula). Natural versus anthropogenic contributions. *Biogeochemistry*, 86: 319-329.
- Fraga, F. 1979. El afloramiento marino. En: *Estudio y explotación del mar de Galicia*: 73-99. Cursos y congresos de la Universidad de Santiago de Compostela, nº 13, 487 pp.
- Fraga, F y Filgueiras, F.G (eds.). 1989. *Las purgas de mar como fenómeno natural. Las mareas rojas*. Cuaderno da Área de Ciencias Mariñas, nº 4. Seminario de Estudos Galegos, Sada: 120 pp.
- Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S. y Laggett, W.C. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, 308: 1621-1623.

- Garci, M.E., Trigo, J.E., Pascual, S., González, A.F., Rocha F. y Guerra, A. 2007. *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) (Mollusca: Bivalvia): first report of an introduced species in Galician waters. *Aquac. Int.*, 15: 19-24.
- Garrido Rodríguez, J. 2001. *El Puerto de Vigo. Síntesis histórica*. Autoridad Portuaria. Consorcio de la Zona Franca de Vigo. 359 pp.
- Guerra, A. 1984. Cefalópodos de la ría de Vigo: Resultados preliminares. *Cuad. Area Cienc. Mariñas. Sem. Est. Galegos*, 1: 333-348.
- Guerra, A. 2006. Ecology of *Sepia officinalis*. *Vie Milieu*, 56(2): 97-107.
- Guerra, A., Alonso-Allende, JM, Pérez-Gándaras, G., Ferreiro, M.J., Figueras, A. y Labarta, U. 1986. *Datos informativos del Instituto de Investigaciones Pesqueras (CSIC)*, nº 15: 188 pp.
- Guerra, A. y Castro, B.G. 1988. On the life cycle of *Sepia officinalis* (Cephalopoda, Sepioidea) in the ría de Vigo (NW Spain). *Cah. Biol. Mar.*, 29: 395-405.
- Guerra, A., González, A.F. y Rocha, F. 2002. Appearance of the common paper nautilus *Argonauta argo* related to the increase of the sea surface temperature in the north-eastern Atlantic. *J. Mar. Biol. Ass. UK*, 82: 855-858.
- Guerra, A y Pérez-Gándaras, G. 1987. Especies demersales y bentónicas de la ría de Vigo. Resultado preliminares. En: *Datos informativos sobre las especies demersales y bentónicas de la ría de Vigo (1982-1987)*. Instituto de Investigaciones Marinas. Vigo: 246-288.
- Guerra, A y Sánchez Lizaso, J.L. 1998. *Fundamentos de explotación de recursos vivos marinos*. Editorial Acirbia, Zaragoza: 249 pp.
- Halpern, B.S., Cottenie, K., y Broitman, B.R. 2006. Strong top-down control in southern California kelp forest ecosystems. *Science*, 312: 1230-1232.
- Hidalgo, F., Baron, P. y Orensanz, J.M. 2005. A prediction comes true: *Carcinus maenas*, a new invasive species in the Patagonian coast. *Biol. Inv.*, 7: 547-552.
- Hirshfield, M.F. 2005. Implementing the ecosystem approach: making ecosystems matter. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 253-257.
- ICES, 2000. *Report of the Study Group on Ecosystem Assessment and Monitoring*. ICES CM 2000/E:09.
- ICES, 2001. *Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems*, 2001. ICES Cooperative Research Report, 249: 15-59.
- ICES, 2003. *Report of the Study Group on Information Needs for Coastal Zone Management (SGINC)*. ICES CM 2003/E:10.
- ICES, 2004. *Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management and Advisory Committee on Ecosystems*, 2004. ICES Advice. Volume 1, Number 2. 1544 pp.
- Labarta, U. 1981. As rías: «un mar rodeado polo home». Unha análise pró ordenamento. *Separata del cuaderno nº 38. Seminario de Sargadelos*. Edición do Castro, Sada (La Coruña): 149-158.

- Lens, S. 1986. Alimentación del pejerrey, *Atherina presbyter* Cuvier, en la ría de Arosa. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 3(2): 11-36.
- López Veiga, E.C. 1976. Aspectos de la reproducción y maduración sexual del espadín (*Sprattus sprattus* L.) de Galicia. *Inv. Pesq.*, 40: 95-104.
- Matos-Pita, S.S. de, Rocha-Valdés, F., González-Porto, M., Blanco-Pérez y R., Ramil-Blanco, F. 2007. Structure and temporal variations of subtidal soft-bottom macrobenthic community in the inner part of ría de Vigo, NW Spain. *Simposio Internacional de Ciencias del Mar, Simposio GLOBEC - IMBER España*. Valencia, España, 28 al 31 de marzo de 2007.
- Méndez, G. y Rey, D. 2000. Perspectiva histórica del conocimiento geológico de las rías gallegas. *J. Iberian Geol.*, 26: 21-44.
- Misund, O.A. y Skjoldal, H.R. 2005. Implementing the ecosystem approach: experiences from the North Sea, ICES, and the Institute of Marine Research, Norway. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 260-265.
- Macho, G., Molares, J. y Vázquez, E. 2005. Timing of larval release by three barnacles from NW Iberian Peninsula. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 298: 251-260.
- Mumby, P.J., Dahlgren, C.P., Harbone, A.R., Kappel, C.V., Micheli, F., Brumbaugh, D.R., Holmes, K.E., Mendes, J.M., Broad, K., Sanchirico, J.N., Buch, K., Box, S., Stofle, R.W. y Gill, A.B. 2006. Fishing, trophic cascades, and process of grazing on coral reefs. *Science*, 311: 98-101.
- Niell, F.X. 1978. Catálogo florístico y fenológico de las lagas superiores y cianofíceas bentónicas de las rías bajas gallegas. *Inv. Pesq.*, 42: 365-400.
- Otero, J. 2007. *Ecología del pulpo común* (*Octopus vulgaris* Cuvier, 1797) en un área de afloramiento costero (Galicia, NE Atlántico). Tesis Doctoral, Universidad de Vigo: 187 pp.
- Otero, J. Rocha, F. González, A. F. Gracia, J. y Guerra, A. 2005. Modelling artisanal coastal fisheries of Galicia (NW Spain) based on data obtained from fishers: the case of *octopus vulgaris*. *Sci. Mar.*, 69: 577-585.
- Pauly, D. y Watson, R., 2005. Background and interpretation of the "Marine Trophic Index" as a measure of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 360: 415-423.
- Penas, E. 1984. Modelos de simulación de ecosistemas: El caso de la ría de Arosa. *Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanogr.* N° 10: 1-26.
- Plataforma Tecnológica de la Pesca, Xunta de Galicia; www.pescadegalicia.com
- Pope, J.G., y Knights, B.J. 1982. Comparison of the length distributions of combined catches of all demersal fishes in surveys in the North Sea and at Faroe Bank. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 116-118.
- Ramil F.J. 1987. *Hidrozoos de Galicia*. Tesis Doctoral Universidad de Santiago de Compostela.
- Regier, H.A. y Henderson, H.F. 1973. Towards a broad ecological model of fish communities and fisheries. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 102(1): 56-72.

- Regier, H.A. y Kay, J.J. 1996. A Heuristic Model of Transformations of the Aquatic Ecosystems of the Great Lakes-St. Lawrence River Basin. *J. Aquat. Ecos. Health*, 5: 3-21.
- Reguera, B. 1997. Harmful Algae. Algas Nocivas. *Proceedings of the VIII International Conference on Harmful Algae*. Vigo, Spain, 25-29 June, 1997.
- Rice, J.C. 2005. Implementation of the Ecosystem Approach to Fisheries Management-asynchronous co-evolution at the interface between science and policy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 265-270.
- Rocha, F. Otero, J. Outeiral, R. González, A. F. Gracia, J. y Guerra, A. 2006. Modelling small-scale coastal fisheries of Galicia (NW Spain) based on data obtained from fishers: the came of *Sepia officinalis*. *Sci. Mar.* 70: 593-601.
- Rosenberg, A.A. y McLeod, K.L. 2005. Implementing ecosystem-based approaches to management for the conservation of ecosystem services. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 270-274.
- Shannon, C.E. y Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana Univ. Press, Illinois, pp 117-127.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Soto, S., Varela, M., Ramos-Esplá, A. y Ramil, F. 2006. Sobre la presencia de *Corella eymyota* Traustedt, 1882 (Tunicata, Ascidiacea) en la costa de Galicia (NW de España). *XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*. Barcelona, 12-15 de Septiembre de 2006.
- Soto-García, E., Fernández-Pulpeiro, E. y Ramil-Blanco, F. 2002. Briozoos infralitorales de la ría de Vigo (España). *Bol. Real Soc. Española Hist. Nat.*, 97(1-4): 85-96.
- Streftaris, N., Zenetos, A. y Papathanassiou, E. 2005. Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 43: 419-453.
- Tenore, K.R., Boyer, L.F., Cal, R.M., Corral, J., García-Fernandez, C., González N., Gonzalez-Gurriaran, E., Hanson, R.B., Iglesias, J., Krom, M., López-Jamar, E., McClain, J., Pamatmat, M.M., Pérez A, Rhoads, D., Santiago, G., Tietjen, J., Westrich J., Windon, H. 1982. Coastal upwelling in the rías Bajas, NW of Spain: Contrasting the benthic regimes of the rías de Arosa and Muros. *J. Mar. Res.*, 40: 701-772.
- Tenore, K.R. y González, N. 1975. Food Chain patterns in the ría de Arosa, Spain an area of intense mussel aquaculture. *10th European Symposium of Marine Biology*. Ostend, Belgium, Sept. 17-23. Vol. 18: 417-427.
- Tudela, S. y Short, K. 2005. Paradigm shifts, gaps, inertia, and political agendas in ecosystem-based fisheries management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 282-286.
- Vázquez, E. y Young, C.M. 1996. Responses of compound ascidian larvae to haloclines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 113: 179-190.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, Londres. 244 pp.